第39卷 第5期
2022年9月

干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

Vol. 39 No. 5
Sep. 2022

氮沉降促进西北干旱区高寒湿地生态系统N_2O排放

申志博[1]， 韩耀光[1]， 王家力[1]， 陈康怡[1]， 胡 洋[1]， 朱新萍[1,2]， 贾宏涛[1,2]

（1. 新疆农业大学资源与环境学院，新疆 乌鲁木齐 830052；
2. 新疆土壤与植物生态过程重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830052）

摘 要：在气候变化背景下，大气氮沉降的增加会对干旱区高寒湿地N_2O排放产生影响。以天山中部的巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地，不同水分条件的常年淹水区、季节性淹水区和常年干燥区为研究区，设置3个氮添加量处理（0、10 kg·hm^{-2}·a^{-1}和20 kg·hm^{-2}·a^{-1}），采用静态箱–气相色谱法监测了植物生长季生态系统N_2O的排放量，并探究了N_2O排放与主要环境因子之间的关系。研究结果表明：（1）在不同水分条件下，氮素增加显著促进了生态系统N_2O的排放（$P<0.05$）；在植物生长季不增氮的处理下，生态系统N_2O累积排放量表现为吸收，10 kg·hm^{-2}·a^{-1}和20 kg·hm^{-2}·a^{-1}处理N_2O累积排放量均表现为排放；氮沉降量增加显著增加了不同水分条件下N_2O累积排放量，氮沉降增加会促进湿地生态系统由N_2O的“汇”向“源”转变。（2）氮施加量极显著影响生态系统N_2O排放速率（$P<0.01$），季节性淹水条件生态系统N_2O平均排放速率（F）与施氮量（N）、土壤5 cm地温（T）呈多元一次方程关系（$F=-2.763+0.209N+0.151T$，$R^2=0.483$，$P<0.01$）。综上所述，氮沉降的增加促进了干旱区高寒湿地生态系统N_2O排放。

关键词：氮沉降；N_2O；生态系统；水分；高寒湿地

由于大气中温室气体浓度的增加导致全球气候变暖已成为当今全球变化研究的热点[1]，气候变化不仅会使气温升高，还会改变全球的降水格局，并增加极端气候发生的频率[2]。极端气候引起水位或土壤水分条件的变化，从而影响湿地N_2O的排放[3-4]，当湿地干涸时，湿地会成为N_2O排放的潜在来源[5]，将显著加剧全球温室效应[6]。截至到2016年，全球氮沉降从1984年的86.6 Tg·a^{-1}上升至93.6 Tg·a^{-1}[7]。有研究表明，氮沉降增加会显著促进昆仑山北坡高寒草地土壤N_2O的排放[8]；10~40 kg·hm^{-2}·a^{-1}的氮沉降显著促进了若尔盖高寒泥碳湿地N_2O的排放[9]；稻田氮肥施加也会显著促进农田生态系统N_2O排放[10]。但在一些控制试验中得出，添加外源硝态氮可显著增加黑土和潮土N_2O的排放量，而施加超过500 mg·kg^{-1}硝态氮则抑制黑土和潮土N_2O的排放[11]。在水氮交互作用下，输入的氮素不断溶解在水中，使土壤溶液中NO_3^-浓度发生变化，从而改变了土壤N_2O排放速率[12]。除了以上情况，N_2O排放速率还会受到地温的影响，对巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地生态系统监测发现，N_2O排放速率与土壤10 cm地温存在显著相关性，但与土壤5 cm地温相关性不显著[3]。葛怡情[13]通过增温试验，对藏北高寒草甸进行1 a的监测，试验发现土壤温度的变化对N_2O排放速率没有显著影响，说明N_2O排放速率可能受生态系统特点、环境因子以及土壤氮含量等多种因素的影响。

位于我国西北干旱区新疆天山中部的巴音布鲁克高寒湿地，水源补给主要来自冰川和季节性降水，湿地水分条件受季节性影响较大，形成了独特的干旱区高寒气候和地形地貌特征[14]。基于气候变化背景，氮沉降增加会对不同水分条件下高寒湿地N_2O排放产生怎样的影响值得进一步探讨。本研究以巴音布鲁克高寒湿地为研究对象，采用静态箱–气相色谱法监测植物生长季氮添加后，不同水分条件下湿地N_2O排放的动态变化，并进一步探讨N_2O排放与温度、水分环境因子之间的关系，深刻了解氮沉降强度变化对干旱区高寒湿地N_2O排放特征的影响，为科学评估和预测干旱区高寒湿地、草地

收稿日期：2022-01-14； **修订日期：**2022-06-13
基金项目：国家自然科学基金项目（31960258）
作者简介：申志博（1996-），男，硕士研究生，主要从事陆地生态系统温室气体排放研究. E-mail: shenzhibo1996@163.com
通讯作者：朱新萍. E-mail: zhuxinping1978@163.com

N_2O排放在氮素循环中的作用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地位于新疆巴音郭楞蒙古自治州和静县(42°40′~43°00′N, 83°40′~84°35′E),海拔2300~3042 m,面积约770 km^2,多年平均气温-4.6 ℃,7月最高温度为28.0 ℃,1月极端最低温度为-48.1 ℃,10月中下旬开始进入冬季,冬长夏短,年均积雪天数高达139.3 d,年均降水量为273 mm,蒸发量为1250 mm,相对湿度约为60%,湿地水源主要来源于冰雪融水和自然降水[14],因受季节融雪和降水影响,存在季节性湿地。

选取3个不同水分代表性高寒湿地生态系统为研究对象,分别为常年淹水区,地表常年处于淹水状态,生长季地表水位均高于5 cm,优势物种为大穗苔草(*Carex rhynchophysa*),生长旺盛期植被覆盖率为90%;季节性淹水区优势种为黑花苔草(*Carex melanantha*)、水麦冬(*Triglochin palustre*),生长旺盛期植被覆盖率为98%,除冬季外土壤保持湿润状态,土壤含水率为43%~48%,地下水位约为0.5 m;常年干燥区植被优势种为冰草(*Agropyron cristatum*)、黑花苔草,生长旺盛期植被覆盖率为52%,除冬季覆雪外,其土壤含水率为30%~35%,地下水位约为0.6~1 m[3,15]。

1.2 试验设计

采用模拟氮沉降原位控制试验,在每个水分条件区域选取植被盖度相对一致的3块样地围栏(围栏大小为7.5 m×7.5 m)后进行氮添加试验。据报道巴音布鲁克高寒湿地的环境氮沉降约为8 $kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$[16],略低于全球草地平均氮沉降水平(10 $kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$)[17]。试验设置了3个氮添加处理,即$N_0$(0 $kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$),$N_{10}$(10 $kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$)和$N_{20}$(20 $kg\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$),每处理3重复。氮素以尿素[$CO(NH_2)_2$]与硝酸铵[$NH_4NO_3$]采取3:7的比例混施[18],氮素于2020年6月和9月分2次添加,每次将氮素溶解在8 L蒸馏水,均匀喷洒至样地,N_0处理喷洒等量的水。

1.3 样品采集与检测

N_2O气体采集利用静态暗箱法,静态箱内部尺寸为0.5 m(边长)×0.5 m(边长)×0.15 m(高度),配有0.5 m×0.5 m基座(插入土壤5 cm),基座上方预留5 cm高水槽,用于采集过程中水封保证气密性。于2020年植物生长季(6—10月)对各氮处理样地N_2O排放进行监测,每次监测选取连续3个无雨典型日进行监测,监测时间为上午10:00—13:00;将箱体密封后反复抽动注射器混匀箱体空气,于开始计时第0 min、5 min、10 min、15 min、20 min、30 min时用100 mL注射器采集气体样品,气体迅速转移到已抽真空的500 mL气袋中保存待测;采样的同时用地温计测定每个处理5 cm土壤温度,用土壤含水率探头(土壤体积水含量=土壤水分体积/总土壤体积×100%)测定样地5 cm土壤含水率,距地面30 cm用温度计记录大气温度;用以分析其与N_2O排放速率之间的关系。气体样品中的N_2O浓度用气相色谱仪(Agilent7890A, Palo Alto, USA)分析。

N_2O排放通量计算公式如下[19]:

$$F=\rho\times\frac{V}{A}\times\frac{\Delta C}{\Delta t}\times\frac{273.15}{273.15+T} \quad (1)$$

式中:F为土壤呼吸通量(N_2O以N计,单位为$\mu g\cdot m^{-2}\cdot h^{-1}$);$\rho$为标准状态下$N_2O$的密度(1.977 $g\cdot L^{-1}$);V为密闭箱内有效的空间体积(m^3);A为密闭箱覆盖的样方面积(m^2);$\Delta C/\Delta t$为在特定时间内的N_2O气体浓度变化速率;T为采样时密闭箱的温度(℃)。

N_2O气体累积排放通量计算公式如下:

$$E=\frac{\sum(F_i\times 24\times t_i)}{1000} \quad (2)$$

式中:E表示N_2O累积排放量($mg\cdot m^{-2}$);F表示土壤N_2O排放通量($\mu g\cdot m^{-2}\cdot h^{-1}$);$i$表示采样次数;$t$表示处于生长季该时期的天数(d)。

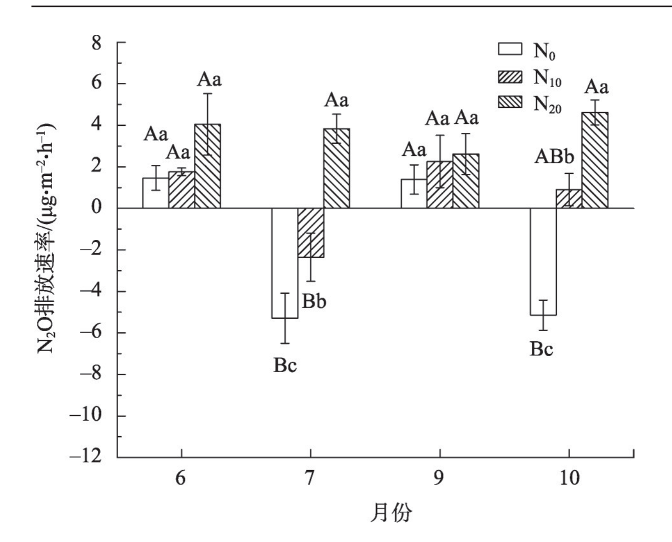
1.4 数据处理分析

采用Excel 2019软件进行数据初步处理,用R 4.0.2对数据进行多重比较;采用SPSS Statistics 19软件进行Pearson相关分析,利用线性、二次函数等对N_2O排放速率与土壤温度和含水率进行回归分析,利用线性逐级回归的方法,对生态系统N_2O排放速率与氮添加量、土壤5 cm地温进行回归分析;采用Anaconda进行随机森林分析;采用Origin 2018软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 氮添加对不同水分条件湿地N_2O排放速率的影响

由图1可知,在常年淹水条件下,随着氮添加量的增加N_2O平均排放速率增加,7月和10月,N_{20}处理



注：图中数据为平均值±标准误差；小写字母表示在同一月份不同氮处理间N_2O排放速率差异显著性($P<0.05$)；大写字母表示在不同月份相同氮处理间N_2O排放速率差异显著($P<0.05$)。下同。

图1　常年淹水条件下氮添加对N_2O排放速率的影响

Fig. 1　Effect of nitrogen addition on N_2O emission rate in perennial seeper area

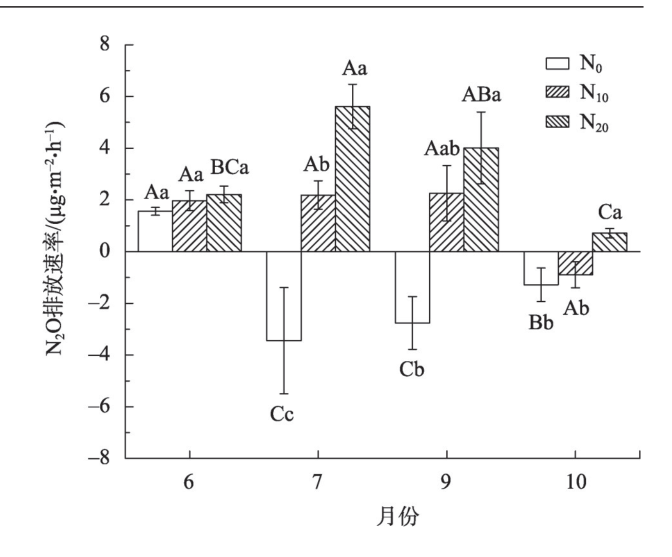


图2　季节性淹水条件下氮添加对N_2O排放速率的影响

Fig. 2　Effect of nitrogen addition on N_2O emission rate in seasonal water area

N_2O平均排放速率显著高于N_0和N_{10}处理($P<0.05$)。在植物生长季，N_0处理下N_2O在6月和9月表现为“源”，平均排放速率分别为1.46±0.59 μg·m^{-2}·h^{-1}和1.39±0.71 μg·m^{-2}·h^{-1}，在7月和10月表现为吸收，其平均吸收速率分别为5.29±1.21 μg·m^{-2}·h^{-1}和5.14±0.731 μg·m^{-2}·h^{-1}；N_{10}处理下N_2O除7月为吸收外，其余各月生态系统N_2O均表现为排放；N_{20}处理在植物生长季N_2O均表现为排放，且各月间N_2O平均排放速率没有显著差异($P<0.05$)。

如图2所示，在季节性淹水条件下，随着氮添加量的增加N_2O平均排放速率增加，在7月、9月和10月N_{20}处理均会显著增加生态系统N_2O的排放速率($P<0.05$)。在N_0处理下N_2O仅在6月表现为排放，平均排放速率为1.56±0.15 μg·m^{-2}·h^{-1}；在7月、9月和10月生态系统对N_2O均表现为吸收，其中7月平均吸收速率最高，达到3.44±2.05 μg·m^{-2}·h^{-1}；在N_{10}处理中除10月外其他各月生态系统对N_2O均表现为排放，各月间N_2O排放速率没有显著差异($P<0.05$)，10月生态系统对N_2O的平均吸收速率为0.89±0.51 μg·m^{-2}·h^{-1}；N_{20}处理下在植物生长季N_2O均表现为排放，7月N_2O排放速率最高，为5.61±0.86 μg·m^{-2}·h^{-1}，10月N_2O排放速率最低，为0.72±0.18 μg·m^{-2}·h^{-1}；7月N_2O排放速率显著高于6月和10月($P<0.05$)。

如图3所示，在常年干燥条件下随着氮沉降量增加生态系统N_2O平均排放速率增加。在植物生长季N_0处理和N_{10}处理生态系统N_2O在6月和9月表现为排放，7月和10月表现为吸收，N_0处理在6月和9月平均排放速率分别为2.55±0.34 μg·m^{-2}·h^{-1}和1.30±1.15 μg·m^{-2}·h^{-1}，7月和10月表现为吸收，分别为9.03±1.99 μg·m^{-2}·h^{-1}和2.11±0.83 μg·m^{-2}·h^{-1}；N_{10}处理在7月N_2O吸收速率最高，10月排放速率最低；在整个植物生长季N_{20}处理下生态系统N_2O均为排放，7月平均排放速率最高，为5.81±0.09 μg·m^{-2}·h^{-1}，显著高于其他月份($P<0.05$)，10月N_2O排放速率最

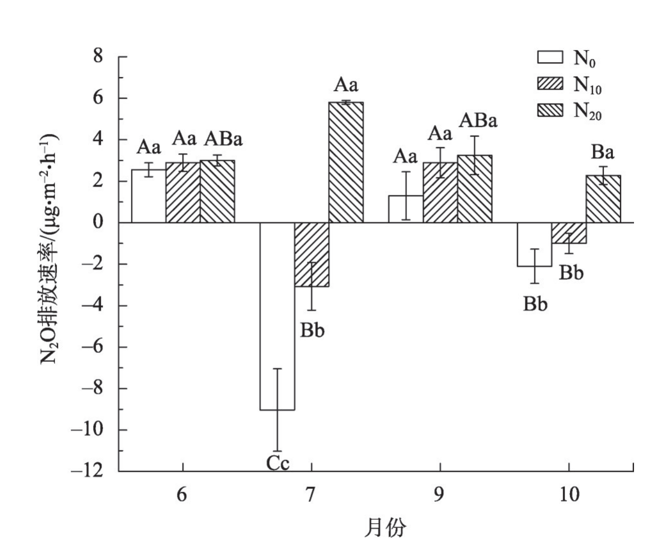


图3　常年干燥条件下氮添加对N_2O排放速率的影响

Fig. 3　Effect of nitrogen addition on N_2O emission rate in perennial dry area

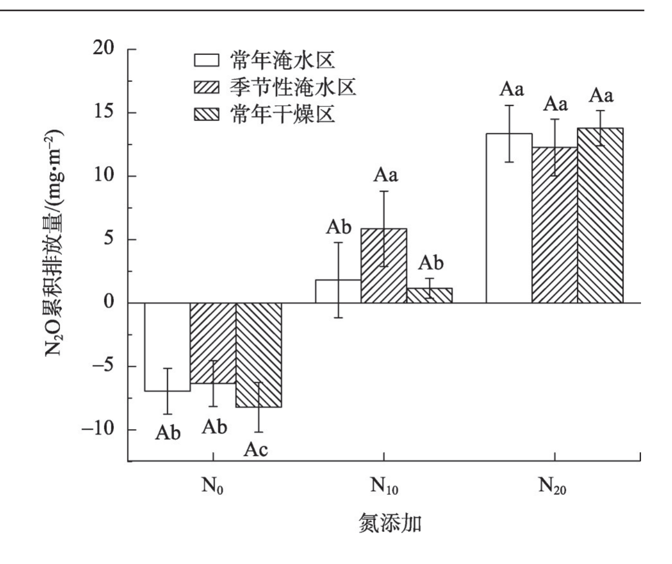
低，为2.27±0.43 μg·m^{-2}·h^{-1}。

2.2 氮添加对不同水分条件湿地生态系统N_2O累积排放的影响

如图4所示，在不同水分条件下，相同氮处理之间N_2O累积排放间差异不显著；在相同水分条件下，植物生长季氮添加会显著促进生态系统N_2O累积排放通量（P<0.05），3个水分条件在不添加氮（N_0处理）的处理下，N_2O在植物生长季累积排放均为负值，表现为吸收，其累积吸收量分别为6.96±1.81 mg·m^{-2}、6.35±2.84 mg·m^{-2}和8.22±1.96 mg·m^{-2}，表现为N_2O的"汇"。当增加氮素后，N_2O累积排放呈现出正值，常年淹水、季节性淹水以及常年干燥条件下N_{20}处理累积排放量分别达13.35±2.24 mg·m^{-2}、12.26±1.64 mg·m^{-2}和13.79±1.38 mg·m^{-2}，分别是N_{10}处理的7.38倍、2.09倍和11.89倍。随着氮增加量的增加，显著促进N_2O排放，且在常年干燥条件下促进效果最为明显。植物生长季氮添加使干旱区高寒湿地生态系统N_2O排放由抑制转变为促进，使湿地成为N_2O排放源。

2.3 N_2O排放与环境因子之间的关系

通过相关性分析得出，生态系统N_2O平均排放速率与氮添加量呈极显著正相关（P<0.01，R^2=0.572），与土壤含水率相关性不显著（表1）。在季节性淹水条件下，N_{10}和N_{20}处理N_2O排放速率与土壤5 cm地温之间呈显著相关（P<0.05，R=0.715）和极显著相关（P<0.01，R=0.837）（表2）。进一步经逐步线性回归方程得出，季节性淹水条件的生态系统N_2O排放速率（F）与氮添加量（N）和土壤5 cm地温（T）关系呈$F=-2.763+0.209N+0.151T$ (R^2=0.483，P<0.01)多元一次方程关系。由随机森林分析得出，氮添加量，土壤5 cm温度以及含水量对生态系统N_2O排放速率的贡献分别为：34.27%，33.94%和31.79%，巴音布鲁克湿地生态系统N_2O排放可能受氮添加量，土壤5 cm温度以及含水量的综合影响，三者对N_2O排



注：数据为平均值±标准误差；小写字母表示在同一水分条件下不同氮处理间生长季N_2O累积排放量差异显著（P<0.05）；大写字母表示在不同水分条件下相同氮处理间生长季N_2O累积排放量差异显著（P<0.05）。

图4 植物生长季不同水分条件下氮添加对N_2O累积排放量的影响

Fig. 4 Cumulative emissions of N_2O under different water conditions in plant growing season

表1 N_2O排放速率与环境因子的相关性(n=99)

Tab. 1 Correlation of N_2O emission rates with environmental factors (n=99)

相关性分析	氮添加量	土壤5 cm地温	土壤含水率
N_2O排放速率	0.572**	0.123	−0.065

注：**表示在P<0.01水平上显著。

表2 N_2O排放与土壤温度的拟合关系（n=11）

Tab. 2 Fitting relationship between N_2O emissions and soil temperature (n=11)

处理		方程	R^2	P
常年淹水区	N_0	$y=2.256\ln x-6.407$	0.137	0.262
	N_{10}	$y=-0.051x^2+0.875x-1.594$	0.348	0.181
	N_{20}	$y=0.029x^2+0.672x+6.933$	0.082	0.713
季节性淹水区	N_0	$y=-0.04x^2+0.751x-3.42$	0.409	0.122
	N_{10}	$y=-0.025x^2+0.826x-4.040$	0.511	0.041*
	N_{20}	$y=0.346x-0.939$	0.701	0.001**
常年干燥区	N_0	$y=0.069x-1.962$	0.111	0.831
	N_{10}	$y=0.241x-2.069$	0.165	0.216
	N_{20}	$y=0.179x+1.366$	0.216	0.149

注：*表示在P<0.05水平上显著；**表示在P<0.01水平上显著。

放均有一定的贡献,其中氮施加量贡献最大。

3 讨 论

湿地作为陆地生态系统重要的组成之一,在陆地生态系统中土壤N_2O排放量占全球生物圈排放量的70%[20],湿地NO_3^-的存在、氧和活性碳的可利用性是反硝化和产生N_2O的最重要先决条件[21]。一般认为,N_2O形成的最佳充水孔隙空间(WFPS)在60%~80%左右;在含水量较高时,反硝化过程产生N_2而不是N_2O,当土壤含水量较低时则会产生更多的N_2O排放[21-22]。在土壤中NO_3^-含量较低的情况下,当N_2O作为反硝化微生物唯一的电子受体时,土壤会利用大气中的N_2O作为反应底物,因此在土壤氮含量较低或土壤含水量较高的情况下会发生N_2O的吸收现象[23]。一些研究得出,干湿交替均会促进土壤N_2O的排放[24-25]。本研究在不同水分条件下,N_0处理7月和10月表现为N_2O的吸收,而在6月和9月表现为排放,其原因可能与土壤水分变化或者土壤中氮含量较低有一定的关系;当生态系统氮输入的强度较低时,土壤中会将更多的氮素通过N_2的形式排放到大气中,土壤环境中N_2与N_2O的比例也会随水分条件的变化而改变,对湿地土壤N_2O排放影响不大或存在弱的吸收现象[26]。目前,大部分研究得出施氮会促进N_2O的排放[8,27],本研究也发现N_2O排放与氮添加呈极显著正相关,可能因为输入氮素中的有效氮为微生物硝化和反硝化提供了基质[28-29]。但对青藏高原高寒草甸的研究与本研究结果不同,氮添加对N_2O排放影响不显著,原因可能取决于硝化与反硝化过程,并可能受到区域气候、土壤质地、低土壤有机碳含量和阳离子交换的影响[30]。

巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地位于我国干旱区,对比不同生态系统N_2O排放的研究结果发现(表3),天鹅湖高寒湿地常年干燥区生态系统N_2O平均排放速率略高于其他水分区域,与昆仑山高寒草地[8] N_2O排放速率接近,且均高于水稻田[31] N_2O排放速率,其原因可能是氮增加影响了土壤碳氮比,影响微生物功能,改变了硝化-反硝化过程[13],同时,外源氮输入也可以通过影响植物而间接影响土壤N_2O的排放,例如常年淹水区地上植物以莎草科和禾本科植物为主,外源氮输入可能使这部分植物体氮供应过剩,增加植物的N_2O排放量[32],由于土壤呈碱性可中和氮沉降增加所造成的土壤酸化,进而影响N_2O的排放[33]。巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地N_2O排放远低于若尔盖高寒湿地、青藏高原高寒草地以及三江平原泥炭湿地,这可能与不同区域的氮沉降水平或者土壤状况有关。由表3还可知,氮添加对生态系统N_2O排放多为促进作用,但在若尔盖高寒湿地和三江平原泥炭湿地仅在NH_4NO_3低于40 kg·hm^{-2}·a^{-1}氮沉降量时对N_2O排放呈促进作用,高于则无影响,其原因可能是由于过高的氮素输入增加了湿地的凋落物含量,加剧了微生物分解凋落物时对氮元素的需求,导致了土壤中可利用的有效氮减少,从而抑制了湿地N_2O排放[34]。因此,与我国其他湿地生态系统相比,干旱区巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地N_2O对氮沉降的响应特征具有干旱区湿地的特殊性。

表3 氮沉降对不同生态系统N_2O排放速率的影响

Tab. 3 Effect of nitrogen deposition on N_2O emission rates from different ecosystems

生态系统	施氮种类	氮添加量 /(kg·hm^{-2}·a^{-1})	对照组N_2O平均排放速率	氮沉降对N_2O排放的影响
若尔盖高寒湿地[9]	NH_4NO_3	0~80	13.00 μg·m^{-2}·h^{-1}	10~40 kg·hm^{-2}·a^{-1}显著促进(P<0.05),其余浓度无显著影响(P<0.05)
青藏高原高寒草甸[13]	NH_4NO_3	0~40	7.67 μg·m^{-2}·h^{-1}	显著促进(P<0.05)
三江平原泥炭湿地[33]	NH_4NO_3	0~80	6.60 μg·m^{-2}·h^{-1}	40 kg·hm^{-2}·a^{-1}显著促进(P<0.05),其余浓度无显著影响(P<0.05)
昆仑山高寒草地[8]	尿素	0~16	50.00 μg·m^{-2}· d^{-1}	显著促进(P<0.05)
水稻田[31]	尿素	0~480	0.88μg·m^{-2}·h^{-1}	显著促进(P<0.05)
巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地(本研究)	尿素,NH_4NO_3	0~20	常年淹水区:45.75 μg·m^{-2}·d^{-1} 季节性淹水区:41.37 μg·m^{-2}·d^{-1} 常年干燥区:53.57 μg·m^{-2}·d^{-1}	显著促进(P<0.05)

N_2O排放除受氮输入量和土壤水分条件影响外，土壤温度也是影响生态系统N_2O排放的主要因素之一[35]。Yan等[27]通过对青藏高原高寒湿地的监测发现，生态系统N_2O排放速率与气温，土壤5 cm温度和土壤含水率等均显著相关；魏达等[36]在纳木错附近湿地的研究发现，生态系统N_2O排放速率随季节变化没有显著影响，与土壤温度没有线性关系，但与土壤含水量呈显著正相关。在本研究中，N_2O平均排放速率与施氮量呈显著正相关，与土壤含水率不相关；经逐步线性回归分析得出，在季节性淹水条件下，N_2O平均排放速率与施氮量、土壤5 cm地温呈多元一次方程关系（R^2=0.483，P<0.01），胡保安等[3]在巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地的研究发现，生态系统N_2O日排放速率与土壤10 cm地温存在显著相关性，但与土壤5 cm地温相关性不显著，这与本研究的结果略有不同，其原因可能与加氮处理后，地上植被改变或研究时期大气温度对土壤温度的影响而导致的。关于N_2O排放速率为何在季节性淹水条件下会与氮沉降、土壤温度呈显著关系，而与水分条件无显著相关，这也许与该区域土壤反复干湿交替有关，以往研究发现在干湿交替的环境下，N_2O排放速率高于恒湿条件[34,37]，可能是土壤干湿交替过程为硝化作用和反硝化作用创造了良好的条件，同时改变土壤通气状况，影响到土壤微生物的活性、底物的可利用性和N_2O的扩散途径，从而影响N_2O的产生和传输[37]。本研究仅开展了1 a的野外原位试验，初步探究了氮沉降强度对干旱区高寒湿地不同水分条件N_2O排放特征的影响，并与我国其他湿地或草地开展相关研究结果相比较，接下来还需要深入开展氮沉降对高寒湿地生态系统N_2O排放内在影响机制的研究。

4 结 论

巴音布鲁克高寒湿地植物生长季中，不同水分条件下，氮素增加显著促进生态系统N_2O的平均排放速率；在不增氮的处理下，生态系统N_2O表现为吸收，且不同水分条件之间无显著差异；10 kg·hm^{-2}·a^{-1}和20 kg·hm^{-2}·a^{-1}处理N_2O累积排放量均表现为排放，氮沉降的增加显著增加生态系统N_2O累积排放量，氮沉降的增加会促进生态系统由N_2O"汇"向"源"转变。氮施加量极显著影响生态系统N_2O排放速率（P<0.01)，季节性淹水条件生态系统N_2O平均排放速率与施氮量、土壤5 cm地温呈多元一次方程关系（R^2=0.483，P<0.01）。

参考文献（References）：

[1] Pachauri R K, Allen M R, Barros V R, et al. Climate change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. IPCC, 2014.

[2] Jylhä K, Tuomenvirta H, Ruosteenoja K. Climate change projections for Finland during the 21 st century[J]. Boreal Environment Research, 2004, 9(2): 127–152.

[3] 胡保安, 贾宏涛, 朱新萍, 等. 不同水分条件下巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地夏季N_2O日排放特征[J]. 生态环境学报, 2015, 24(5): 811–817. [Hu Bao'an, Jia Hongtao, Zhu Xinping, et al. Daily characteristics of summer N_2O emission under different water conditions at Bayinbuluke Swan Lake alpine wetland[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(5): 811–817.]

[4] Yang J, Liu J, Hu X, et al. Effect of water table level on CO_2, CH_4 and N_2O emissions in a freshwater marsh of Northeast China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 61: 52–60.

[5] Regina K, Nykänen H, Silvola J, et al. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity[J]. Biogeochemistry, 1996, 35(3): 401–418.

[6] Jauhiainen J, Silvennoinen H, Hämäläinen R, et al. Nitrous oxide fluxes from tropical peat with different disturbance history and management[J]. Biogeosciences, 2012, 9(4): 1337–1350.

[7] Ackerman D, Millet D B, Chen X. Global estimates of inorganic nitrogen deposition across four decades[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2019, 33(1): 100–107.

[8] 曹登超, 高霄鹏, 李磊, 等. 氮磷添加对昆仑山北坡高山草地N_2O排放的影响[J]. 植物生态学报, 2019, 43(2): 165–173. [Cao Dengchao, Gao Xiaopeng, Li Lei, et al. Effects of nitrogen and phosphorus additions on nitrous oxide emissions from alpine grass-land in the northern slope of Kunlun Mountains, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2019, 43(2): 165–173.]

[9] 张艺, 王春梅, 许可, 等. 若尔盖湿地土壤温室气体排放对模拟氮沉降增加的初期响应[J]. 北京林业大学学报, 2016, 38(8): 54–63. [Zhang Yi, Wang Chunmei, Xu Ke, et al. Short-term effect of increasing nitrogen deposition on greenhouse gas emissions in Zoige wetland, western China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2016, 38(8): 54–63.]

[10] 宋亚娜, 林艳, 陈子强. 氮肥水平对稻田细菌群落及N_2O排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9): 1266–1275. [Song Ya'na, Lin Yan, Chen Ziqiang. Effect of nitrogen fertilizer level on bacterial community and N_2O emission in paddy soil[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(9): 1266–1275.]

[11] 陈思, 张克强, 麻晓越, 等. 外源硝态氮对典型耕作土壤冻结过程N_2O排放的影响[J]. 环境科学研究, 2014, 27(6): 635–641.

[Chen Si, Zhang Keqiang, Ma Xiaoyue, et al. Effects of nitrate nitrogen application on N_2O emissions from three types of soil during freezing process[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(6): 635–641.]

[12] 王孟雪. 东北寒地稻作水氮互作的温室气体排放特征研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2016. [Wang Mengxue. Greenhouse Gases Emissions from Rice Paddy Field under Different Water and Nitrogenous Interaction in Cold Region of Northeast China[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2016.]

[13] 葛怡情. 增温氮沉降对藏北高寒草甸N_2O排放的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2020. [Ge Yiqing. Effects of Warming and Nitrogen Deposition on N_2O Emission in a Meadow in North Tibet [D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2020.]

[14] 胡保安, 贾宏涛, 朱新萍, 等. 巴音布鲁克高寒湿地夏季CO_2和CH_4通量日变化研究[J]. 干旱区资源与环境, 2016, 30(6): 167–172. [Hu Bao'an, Jia Hongtao, Zhu Xinping, et al. Daily characteristics of summer CO_2 and CH_4 fluxes under different water conditions at Bayinbuluke alpine wetland[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2016, 30(6): 167–172.]

[15] 徐静静. 巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地土壤微生物群落结构及酶活性特征[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2018. [Xu Jingjing. Soil Microbial Community Structure and Enzymatic Activity in Swan Lake Alpine Wetland of Bayanbulak[D]. Urumqi: Xinjiang Agricultural University, 2018.]

[16] Li K, Gong Y, Wei S, et al. Responses of CH_4, CO_2 and N_2O fluxes to increasing nitrogen deposition in alpine grassland of the Tianshan Mountains[J]. Chemosphere, 2012, 88(1): 140–143.

[17] Bobbink R, Hicks K, Galloway J, et al. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis[J]. Ecological Applications, 2010, 20: 30–59.

[18] Liu X, Zhang Y, Han W, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. Nature, 2013, 494(7438): 459–462.

[19] Wu H, Wang X, Ganjurjav H, et al. Effects of increased precipitation combined with nitrogen addition and increased temperature on methane fluxes in alpine meadows of the Tibetan Plateau[J]. Science of the Total Environment, 2020, 705: 135818.

[20] Fluckiger J, Dallenbach A, Blunier T. Variations in atmospheric N_2O concentration during abrupt climatic changes[J]. Science, 1999, 285(5425): 227.

[21] Fuka M M, Braker S H G, Philippot L. Molecular tools to assess the diversity and density of denitrifying bacteria in their habitats [C]//Elsevier: Biology of the Nitrogen Cycle, 2007: 313–330.

[22] Davidson E A. Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems[M]. Washington: American Society for Microbiology, 1991: 219–235.

[23] 杨紫唯, 车子涵, 刘芙梅, 等. 降水梯度对青海湖河源湿地温室气体排放日变化的影响[J]. 干旱区研究, 2022, 39(3): 754–766. [Yang Ziwei, Che Zihan, Liu Fumei, et al. Precipitation gradient influence on daily greenhouse gas emission fluxes from a Qinghai Lake wetland[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(3): 754–766.]

[24] 徐华, 邢光熹, 蔡祖聪, 等. 土壤水分状况和质地对稻田N_2O排放的影响[J]. 土壤学报, 2000, 37(4): 499–505. [Xu Hua, Xing Guangxi, Cai Zucong, et al. Effect of soil water regime and soil texture on N_2O emission from rice paddy field [J]. Acta Pedologica Sinica, 2000, 37(4): 499–505.]

[25] Mentzer J L, Goodman R M, Balser T C. Microbial response over time to hydrologic and fertilization treatments in a simulated wet prairie[J]. Plant & Soil, 2006, 284(1–2): 85–100.

[26] 李英臣, 宋长春, 刘德燕. 湿地土壤N_2O排放研究进展[J]. 湿地科学, 2008, 6(2): 124–129. [Li Yingchen, Song Changchun, Liu Deyan. Advances in studies of N_2O emission in wetland soils[J]. Wetland Science, 2008, 6(2): 124–129.]

[27] Yan Y, Hasbagan G, Hu G, et al. Nitrogen deposition induced significant increase of N_2O emissions in an dry alpine meadow on the central Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2018, 265: 45–53.

[28] Firestone M, Davidson E. Microbiological basis of NO and N_2O production and consumption in soil[J]. Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, 1989, 47: 7–21.

[29] Qu S, Xu R, Yu J , et al. Nitrogen deposition accelerates greenhouse gas emissions at an alpine steppe site on the Tibetan Plateau [J]. Science of the Total Environment, 2020, 765(1): 144277.

[30] 梁艳, 干珠扎布, 曹旭娟, 等. 模拟氮沉降对藏北高寒草甸温室气体排放的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(2): 485–494. [Liang Yan, Hasbagan Ganjurjav, Cao Xujuan, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on greenhouse gas emissions from alpine meadows in northern Tibet[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(2): 485–494.]

[31] 王肖娟, 王永强, 赵双玲, 等. 不同灌溉方式及施肥量对稻田土壤N_2O排放的影响[J]. 大麦与谷类科学, 2018, 35(3): 1–4, 21. [Wang Xiaojuan, Wang Yongqiang, Zhao Shuangling, et al. Effects of drip irrigation and flood irrigation under different application rates of nitrogen fertilizer on N_2O emission in rice field[J]. Barley and Cereal Sciences, 2018, 35(3): 1–4, 21.]

[32] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 等. 淡水沼泽湿地CO_2、CH_4和N_2O排放通量年际变化及其对氮输入的响应[J]. 环境科学, 2006, 27 (12): 2369–2375. [Song Changchun, Zhang Lihua, Wang Yiyong, et al. Annual dynamics of CO_2, CH_4, N_2O emissions from freshwater marshes and affected by nitrogen fertilization[J]. Environmental Science, 2006, 27(12): 2369–2375.]

[33] 黄耀, 焦燕, 宗良纲, 等. 土壤理化特性对麦田N_2O排放影响的研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(5): 598–602. [Huang Yao, Jiao Yan, Zong Lianggang, et al. N_2O emission from wheat cultivated soils as influenced by soil physicochemical properties[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(5): 598–602.]

[34] 张荣涛, 隋心, 许楠, 等. 三江平原小叶章湿地温室气体排放及其对模拟氮沉降的响应[J]. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3191–

3198. [Zhang Rongtao, Sui Xin, Xu Nan, et al. Responses of greenhouse gas emission to simulated nitrogen deposition in *Calamagrostis angustifolia* wetlands of Sanjiang Plain, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(10): 3191−3198.]

[35] 杨兰芳, 蔡祖聪. 施氮和玉米生长对土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16(1): 100−104. [Yang Lanfang, Cai Zucong. Effects of N application and maize growth on N_2O emission from soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(1): 100−104.]

[36] 魏达, 旭日, 王迎红, 等. 青藏高原纳木错高寒草原温室气体通量及与环境因子关系研究[J]. 草地学报, 2011, 19(3): 412−419. [Wei Da, Xu Ri, Wang Yinghong, et al. CH_4, N_2O and CO_2 fluxes and correlation with environmental factors of alpine steppe grassland in Nam Co Region of Tibetan Plateau[J]. Acta Agrestia Sinica, 2011, 19(3): 412−419.]

[37] 胡保安. 天鹅湖高寒湿地CO_2、CH_4和N_2O排放对水分变化的响应[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2017. [Hu Bao'an. Response of CO_2, CH_4 and N_2O Emissions to Water Change in the Alpine Wetland of Swan Lake[D]. Urumqi: Xinjiang Agricultural University, 2017.]

Nitrogen deposition increases N_2O emission in an alpine wetland in the arid region of Northwest China

SHEN Zhibo[1], HAN Yaoguang[1], WANG Jiali[1], CHEN Kangyi[1], HU Yang[1], ZHU Xinping[1,2], JIA Hongtao[1,2]

(1. College of Resources and Environment , Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, Xinjiang, China; 2. Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi 830052, Xinjiang, China)

Abstract: With the basis of climate change, nitrogen deposition will have an impact on N_2O emissions between the soil and atmosphere in the alpine wetland in the arid region of Northwest China. Taking the alpine wetland at Swan Lake of Bayinbuluke in the middle of Tianshan Mountain as a study area, three nitrogen addition treatments (0, 10, and 20 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) were set in different water conditions (perennial seeper area, seasonal water area, and perennial dry area). The measurement of N_2O was made via static chamber-gas chromatography during the growing season. The relationship between N_2O emissions and main environmental factors was explored. The results showed that the following: (1) increased N significantly contributed to N_2O emissions under different water conditions in the alpine wetland ecosystem ($P < 0.05$). Under 0 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ treatment, the N_2O accumulation showed an uptake from the ecosystem with the growing season. Under 10 and 20 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ treatments, the N_2O accumulation were emitted. The cumulative N_2O emissions increased significantly when nitrogen deposition increased in different water conditions. Increased nitrogen deposition influenced the wetland ecosystem from N_2O to sink to the N_2O source. (2) nitrogen application significantly affected the rate of N_2O emissions from the ecosystem ($P < 0.01$). In seasonal water area, the relationship between the average N_2O emission rate (F), nitrogen addition (N), and soil temperature (T) at a depth of 5 cm was in accordance with the multiple first-order equation ($F = -2.763 + 0.209N + 0.151T$, $R^2 = 0.483$, $P < 0.01$). Therefore, N deposition increases N_2O emissions in the alpine wetland in the arid region of Northwest China.

Keywords: nitrogen deposition; N_2O; ecosystem; water conditions; alpine wetland